

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA

**DETECÇÃO DE POLUIÇÃO PLÁSTICA NO RIO  
CONGO, ÁFRICA CENTRAL, ATRAVÉS DE  
SENSORES ORBITAIS**

**DOUGLAS GALIMBERTI BARBOSA**

**PORTO ALEGRE, RS  
2021**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA

# **DETECÇÃO DE POLUIÇÃO PLÁSTICA NO RIO CONGO, ÁFRICA CENTRAL, ATRAVÉS DE SENSORES ORBITAIS**

**DOUGLAS GALIMBERTI BARBOSA**

Monografia apresentada como requisito parcial para  
obtenção do título de Geógrafo.

**Orientador:**

**Prof. Maria Luiza Correa da Camara Rosa, D.Sc.**

**Coorientador:**

**Prof. Cristiano Lima Hackmann, D.Sc.**

**PORTO ALEGRE, RS  
2021**

### CIP - Catalogação na Publicação

Barbosa, Douglas Galimberti  
Detecção de poluição plástica no Rio Congo, África  
Central, através de sensores orbitais / Douglas  
Galimberti Barbosa. -- 2021.  
40 f.  
Orientadora: Maria Luiza Correa da Camara Rosa.

Coorientador: Cristiano Lima Hackmann.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto  
de Geociências, Bacharelado em Geografia, Porto  
Alegre, BR-RS, 2021.

1. poluição plástica. 2. sensoriamento remoto. 3.  
dinâmica fluvial. 4. processos sedimentares. I. Rosa,  
Maria Luiza Correa da Camara, orient. II. Hackmann,  
Cristiano Lima, coorient. III. Título.

# Resumo

A poluição dos oceanos é um problema socioambiental de crescente preocupação atualmente. Os plásticos são a maior parte da poluição marinha e causam impactos negativos aos ecossistemas e às atividades humanas. Neste estudo foi aplicado um índice para identificação de agregações de plásticos em ambientes aquáticos costeiros (Floating Debris Index) em imagens Sentinel-2 do Rio Congo, África Central, para analisar a efetividade desta metodologia em um sistema fluvial. A área de estudo do trabalho consistiu no Lago Malebo e no Estuário do Rio Congo, sendo estas regiões subdivididas em zonas. As suspeitas de plásticos identificadas foram relacionadas aos processos de transporte e deposição de sedimentos de cada região. No total, oito suspeitas de plásticos foram identificadas no Lago Malebo e nenhuma suspeita ocorreu no Estuário do Rio Congo. Devido às características do relevo do Lago Malebo e da presença de urbanização, esta área foi classificada como um possível local de acúmulo de poluição plástica. Houve maior efetividade do índice de suspeitas de plásticos no sistema fluvial neste caso.

## Abstract

Marine pollution is now considered a rising socioeconomic and environmental problem. Plastic is the most common material found among marine pollutants and it causes negative impacts to both ecosystems and human activities. In this study, an index used previously to identify plastic debris along coastal waters (Floating Debris Index) was applied on Sentinel-2 images of the Congo River, Central Africa, to analyse the effectiveness of this method on continental waters. The research area outlined in this work was the Malebo Pool and the River Congo's Estuary, each being divided into zones. The suspected plastics detected in each zone were associated to the river's sedimentary deposition and transport processes. In total, eight suspected plastic structures were identified in Malebo Pool and none were associated with the Estuary. Due to Malebo Pool's depositional processes and the presence of concentrated urbanization, this area was classified as a possible plastic pollution hotspot. Overall, the Floating Debris Index was more effective at detecting suspected plastics on the riverine environment in this case.

**Palavras-chave:** poluição plástica, sensoriamento remoto, índice de plásticos, dinâmica fluvial, Rio Congo



# Sumário

<b>Lista de Figuras</b>	<b>v</b>
<b>Lista de Tabelas</b>	<b>vii</b>
<b>1 Introdução</b>	<b>1</b>
1.1 Objetivos . . . . .	3
1.1.1 Objetivos Específicos . . . . .	3
1.2 Justificativa . . . . .	3
1.3 Área de estudo . . . . .	4
<b>2 Referencial Teórico</b>	<b>8</b>
2.1 Detritos marinhos e poluição plástica . . . . .	8
2.2 Sensoriamento remoto de poluição plástica . . . . .	10
<b>3 Materiais e Métodos</b>	<b>14</b>
3.1 Aquisição de imagens Sentinel-2 . . . . .	14
3.2 Correção atmosférica . . . . .	15
3.3 Aplicação do Floating Debris Index (FDI) . . . . .	15
3.4 Detecção de suspeitas de plásticos . . . . .	16
<b>4 Resultados e Discussão</b>	<b>18</b>
4.0.1 Zona A . . . . .	18
4.0.2 Zona B . . . . .	21
4.0.3 Zona C . . . . .	24
4.0.4 Zona D . . . . .	25
4.0.5 Zona E . . . . .	25
<b>5 Considerações Finais</b>	<b>28</b>
<b>Referências Bibliográficas</b>	<b>29</b>

# Lista de Figuras

Figura 1.1	Localização da seção inferior do Rio Congo. Fonte: próprio autor. . .	4
Figura 1.2	Composição RGB (432) em cor verdadeira do Lago Malebo, Rio Congo, África Central. Fonte: próprio autor. . . . .	5
Figura 1.3	Composição RGB (432) em cor verdadeira do Estuário do Rio Congo, África Central. Porto de Banana e cidade litorânea de Soyo em destaque. Fonte: próprio autor. . . . .	7
Figura 2.1	Assinatura espectral de resinas plásticas. Fonte: Garaba and Dierssen (2017). . . . .	11
Figura 2.2	Suspeitas de plástico encontradas a partir do Floating Debris Index na costa da Escócia. Fonte: Biermann et al. (2020) . . . . .	13
Figura 3.1	Subdivisão da área de estudo em zonas. Zonas A a D: Rio Congo. Zona E: Oceano Atlântico. Fonte: próprio autor. . . . .	17
Figura 4.1	Primeira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor. . . . .	19
Figura 4.2	Segunda suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor. . . . .	20
Figura 4.3	Terceira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor. . . . .	20
Figura 4.4	Quarta suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor. . . . .	21
Figura 4.5	Primeira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor. . . . .	22
Figura 4.6	Segunda suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor. . . . .	23
Figura 4.7	Terceira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor. . . . .	23
Figura 4.8	Quarta suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor. . . . .	24
Figura 4.9	Falsos positivos em quedas d'água observadas na Zona C. Imagem de 6 de Setembro 2016. Fonte: próprio autor. . . . .	25
Figura 4.10	Possíveis cristas de ondas e espuma marinha. Imagem de 20 de Julho de 2016. Fonte: próprio autor. . . . .	26
Figura 4.11	Possíveis cristas de ondas e espuma marinha. Imagem de 6 de Abril de 2017. Fonte: próprio autor. . . . .	27

Figura 4.12 Falso positivo gerado pela passagem de uma embarcação. Imagem de 6 de Abril de 2017. Fonte: próprio autor. . . . . 27

# Lista de Tabelas

Tabela 2.1	Tipo de resinas plásticas, principais aplicações e densidade. Fonte: GESAMP (2015).	9
Tabela 2.2	Especificações do sensor MSI.	11

# Capítulo 1

## Introdução

Os plásticos são matérias-primas leves, maleáveis e resistentes utilizadas para a manufatura de objetos desde computadores a materiais de construção. Existem muitos benefícios econômicos atrelados aos plásticos, já que diminuem os custos de produtos, tornando-os mais acessíveis à população (Magrini, 2012). No entanto, a consequente aceleração no consumo faz com que a vida útil destes produtos se torne cada vez menor. Itens como embalagens e outros utensílios, denominados de plásticos de uso único, são as principais fontes de poluição plástica atualmente (UNEP, 2016). A partir do descarte incorreto, estes materiais tornam-se poluentes que podem perdurar por séculos em ambientes naturais devido à sua composição não-biodegradável (Andrady, 1994).

Assim como os produtos plásticos estão presentes em múltiplos aspectos de nossas vidas, a poluição plástica é atualmente disseminada até nos lugares mais remotos da Terra (Chiba et al., 2018; Reed et al., 2018; Napper et al., 2020). Cerca de 80% desta poluição é originária de fontes terrestres, enquanto o restante é devido à deposição direta de materiais de pesca ou perda de cargas (Jambeck et al., 2015). Os detritos plásticos acumulados em centros urbanos são transportados através das bacias hidrográficas e eventualmente desaguam nos oceanos, sendo então carregado pelas correntes marítimas. Apesar de resistentes, os resíduos plásticos são fragmentados pelos efeitos naturais do ambiente, como radiação solar, ventos e ondas, tornando-se microplásticos, partículas de tamanho inferior a 5 milímetros (Magrini, 2012).

Milhares de espécies marinhas sofrem emaranhamento, ferimentos internos e envenenamento todos os anos pela tentativa de ingestão dos plásticos (Kühn et al.,

2015). À medida em que os plásticos são desagregados, podem ser ingeridos acidentalmente por um maior número de espécies marinhas e circulam pela teia alimentar por bioacumulação (Andrady, 2011). O consumo humano de microplásticos presentes em alimentos e na água foi estimado em 100.000 partículas por ano (Cox et al., 2019).

A poluição plástica também apresenta efeitos nocivos para a saúde das populações e para atividades antrópicas como o turismo (McCormick et al., 2014; UNEP, 2016). Há trabalhos que descrevem partículas de microplásticos presentes no solo, em suspensão no ar e inclusive em alimentos (Rillig, 2012; Kaya et al., 2018; Barboza et al., 2018). Sendo assim, a poluição plástica, tal como outros ciclos biogeoquímicos da Terra, já possui seu próprio ciclo nos rios, no solo e na atmosfera (Brahney et al., 2021). Portanto, é cada vez mais importante termos ferramentas que possam detectar focos de poluição plástica para que seja possível lidar com este problema através de prevenção e mitigação.

O sensoriamento remoto possui conjuntos de metodologias apropriadas para a detecção de diferentes tipos de poluição marinha (Hafeez et al., 2018). Recentemente, sensores orbitais foram utilizados com sucesso para identificar poluição plástica em zonas costeiras e nos oceanos (Amézquita Toledo et al., 2017; Topouzelis et al., 2019; Biermann et al., 2020). A metodologia utilizada por Biermann et al. (2020), que consiste em um índice de suspeita de detritos plásticos, denominado Floating Debris Index, se provou 86% eficiente na detecção de agregações de plásticos em suspensão em mares abertos a partir de imagens Sentinel-2.

De acordo com Blettler et al. (2018), apenas 13% dos estudos relacionados à poluição plástica desde 1980 foram realizados em corpos de água doce; isto revela uma carência de estudos com foco na detecção de resíduos em águas continentais. Em 2017, pesquisas constataram que apenas alguns grandes rios eram responsáveis por pelo menos 90% da poluição plástica do mundo (Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017). No entanto, dados recentes demonstram que as maiores fontes da poluição estão distribuídas em mais de 1000 rios (Meijer et al., 2021). Deste modo, o desenvolvimento desta linha de pesquisa do sensoriamento remoto é de grande importância, pois permite a observação das fontes da poluição plástica, assim como a análise do comportamento dos detritos enquanto deslocam-se através de ambientes fluviais.

## 1.1 Objetivos

O objetivo geral deste estudo é analisar a efetividade de detecção de suspeitas de poluição plástica do Floating Debris Index (FDI) no Rio Congo.

### 1.1.1 Objetivos Específicos

- Comparar a efetividade do FDI entre o Lago Malebo e o Estuário do Rio Congo;
- Relacionar áreas com suspeita de poluição plástica com os processos de transporte e deposição de sedimentos do Lago Malebo.

## 1.2 Justificativa

A motivação para a realização do presente estudo parte da situação precária de gerenciamento de resíduos sólidos presente na cidade de Kinshasa. Adicionalmente, o Rio Congo recebe inúmeros tributários de outros territórios que também podem ser fontes de poluição plástica.

A detecção de detritos plásticos superficiais e a análise do comportamento do trajeto destes detritos é um importante dado para auxiliar no direcionamento dos esforços de prevenção e mitigação. Da mesma forma, a análise da efetividade do Floating Debris Index (FDI) (Biermann et al., 2020), em corpos de água doce é uma importante contribuição para futuros aprimoramentos do método.

## 1.3 Área de estudo

Este trabalho analisou duas partes do Rio Congo, o Lago Malebo e o Estuário do Rio Congo, na África Central (Figura 1.1). Este rio é o segundo maior do mundo em volume de água, ficando atrás apenas do Rio Amazonas (Harrison et al., 2016). O Rio Congo nasce na província de Shaba, República Democrática do Congo (RD Congo) e sua complexa bacia hidrográfica, que possui inúmeros tributários advindos de múltiplos países, drena em uma área de 4 milhões de  $km^2$  (Gupta, 2008). As florestas tropicais presentes na bacia abrigam a maior biodiversidade de espécies da África (Harrison et al., 2016).

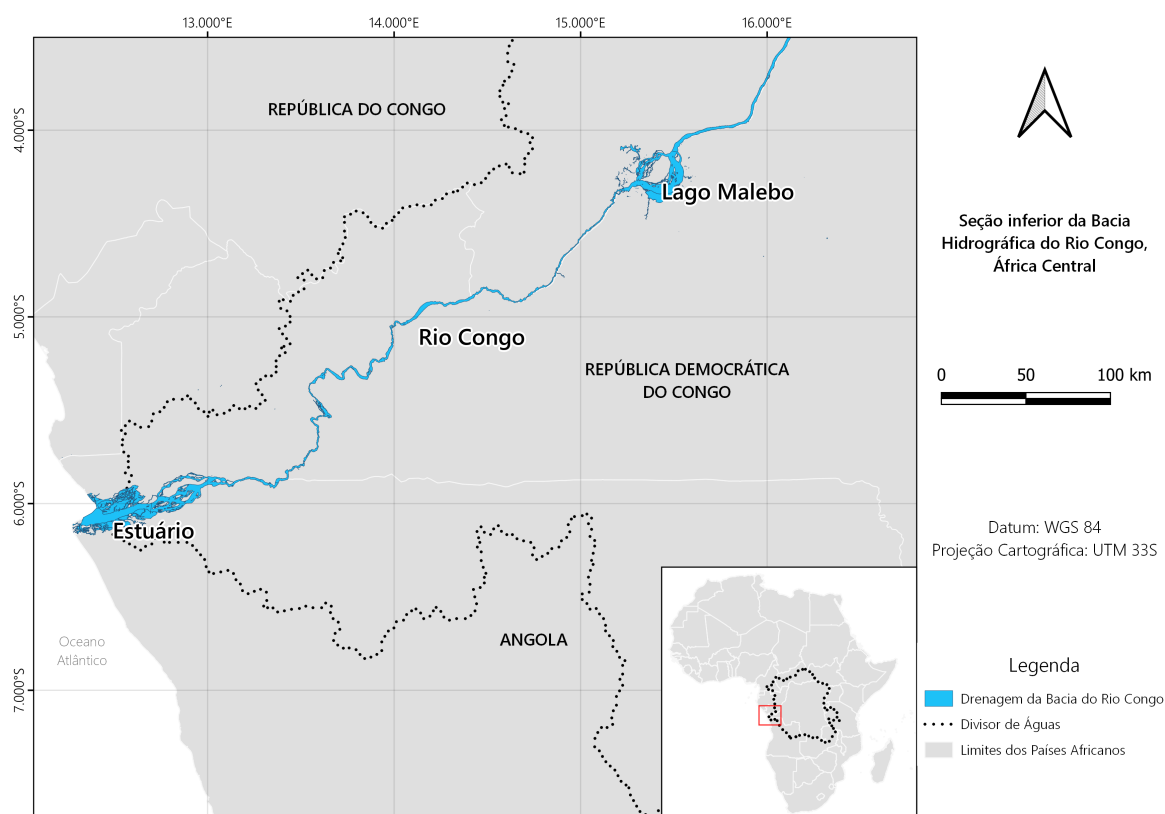


FIGURA 1.1. Localização da seção inferior do Rio Congo. Fonte: próprio autor.

O Rio Congo e seus tributários são muito utilizados por navegações para deslocamento entre os territórios devido à infraestrutura de transporte ainda em desenvolvimento na bacia hidrográfica (Megevand et al., 2013). As atividades econômicas



predominantes na região incluem agricultura, pesca, mineração e extração de madeira (Harrison et al., 2016). A vazão do rio é influenciada por fatores climáticos das diferentes regiões de seus tributários (Gupta, 2008). As épocas de cheia são geralmente entre Novembro e Janeiro ( $64.900\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) e as de baixa são entre Julho e Agosto ( $23.500\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) (Bultot, 2015).

O curso do Rio Congo pode ser dividido em três seções: superior (Congo-Lualaba), média (Kisangani-Kinshasa) e inferior (Kinshasa-Banana) (Gupta, 2008). No Congo-Lualaba, o padrão de drenagem do rio segue o sentido Sul-Norte, iniciando em uma região de terras altas cobertas por savanas a  $1500\text{ m}$  de altitude. As formações geológicas presentes no curso superior são fortemente influenciadas por falhamento e mostram sinais de controle tectônico (Gupta, 2008). A navegação na seção superior é restrita apenas a navios de menor porte e durante as épocas mais chuvosas devido à maior quantidade de quedas d'água e dinâmica fluvial (Wiese, 1980).

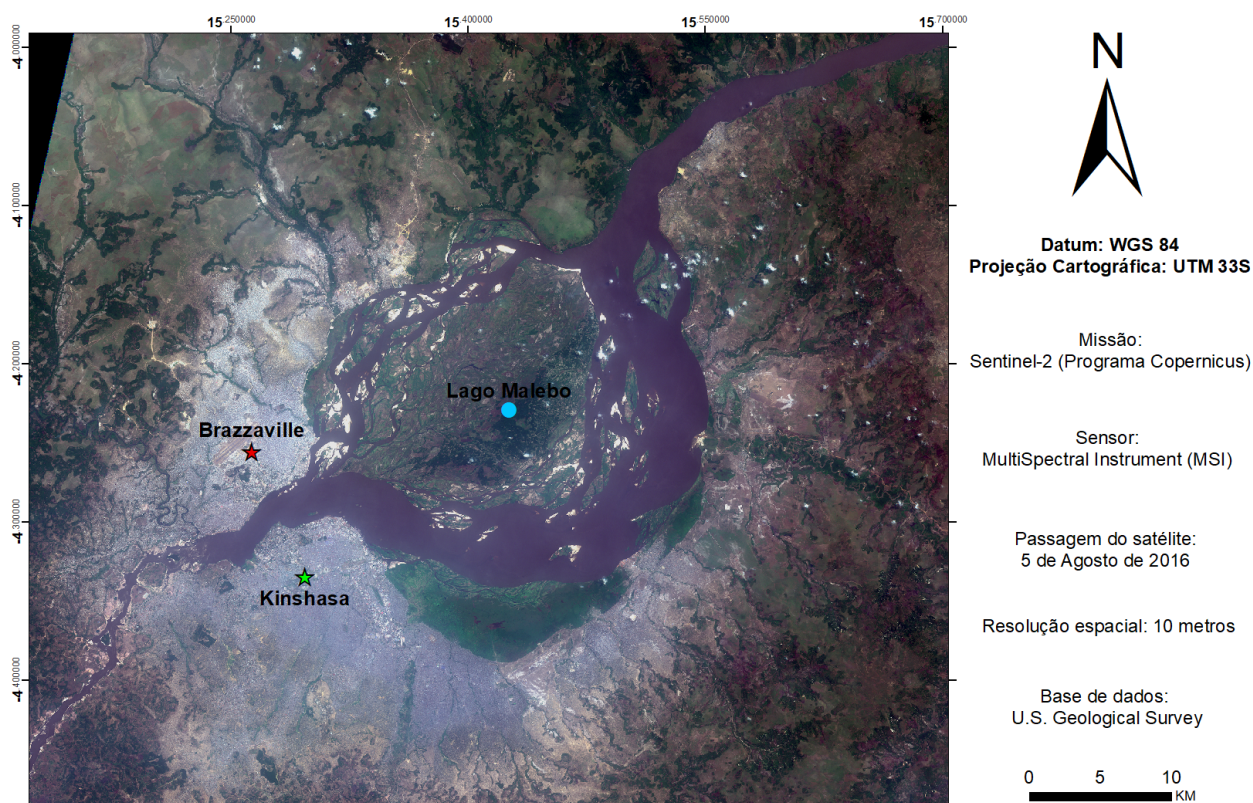


FIGURA 1.2. Composição RGB (432) em cor verdadeira do Lago Malebo, Rio Congo, África Central. Fonte: próprio autor.

A seção média, iniciada no centro industrial de Kisangani, inflete no sentido Leste-Oeste e finalmente a Sudoeste em direção ao Oceano Atlântico. Este trecho do rio é relativamente mais calmo, e nele prevalece a morfologia anastomosada, com barras de areia e silte e poucas quedas d'água (Gupta, 2008). Esta conformação fluvial favorece a passagem de embarcações de Kisangani à Kinshasa, transportando pessoas e recursos entre os centros urbanos (Harrison et al., 2016).

No início da seção inferior a altitude é de cerca de 400 *m*. O curso do rio alarga-se formando um lago oval, com cerca de 24 *km* de diâmetro e várias ilhas, o Lago Malebo (Figura 1.2). Esta feição foi consolidada a partir de um dos eventos de orogênese ocorridos durante a história geológica do Rio Congo. Durante o Plioceno (5.3 - 2.6 Ma), o processo de soerguimento tectônico, conhecido como "Atlantic Rise", represou o curso do Rio Congo e deu origem a uma série de terraços fluviais (Gupta, 2008).

As cidades de Kinshasa (RD Congo) e Brazzaville (República do Congo) estão localizadas em superfícies planas nos dois lados opostos do Lago Malebo (Figura 1.2). Kinshasa é uma metrópole com crescimento urbano desordenado e problemas de infraestrutura (Lateef et al., 2010). Há relatos da população da cidade sobre os impactos sociais e humanitários da poluição plástica (AfricaNews, 2017; Tiassou, 2018). Os detritos depositados nas ruas ou diretamente nos córregos causam grande impacto estético, além de serem transportados por eventos de cheias e desaguarem diretamente no Rio Congo. Ademais, as populações de centros urbanos com grande acúmulo de detritos, como no caso de Kinshasa, podem ser afetadas por doenças advindas de patógenos aderidos aos plásticos (Curren and Leong, 2019).

O curso fluvial é então estreitado drasticamente e atravessa cadeias montanhosas remanescentes do "Atlantic Rise"; as quedas d'água no percurso impossibilitam conexões com outros centros urbanos próximos ao estuário (Gupta, 2008). O Rio Congo finalmente desagua no Oceano Atlântico próximo ao porto de Banana (RD Congo) (Figura 1.3). A zona costeira é caracterizada por um sistema estuarino com influência de marés, cuja pluma de sedimentos fluviais se espalha a até 20 *km* no Atlântico (Jansen et al., 1984).

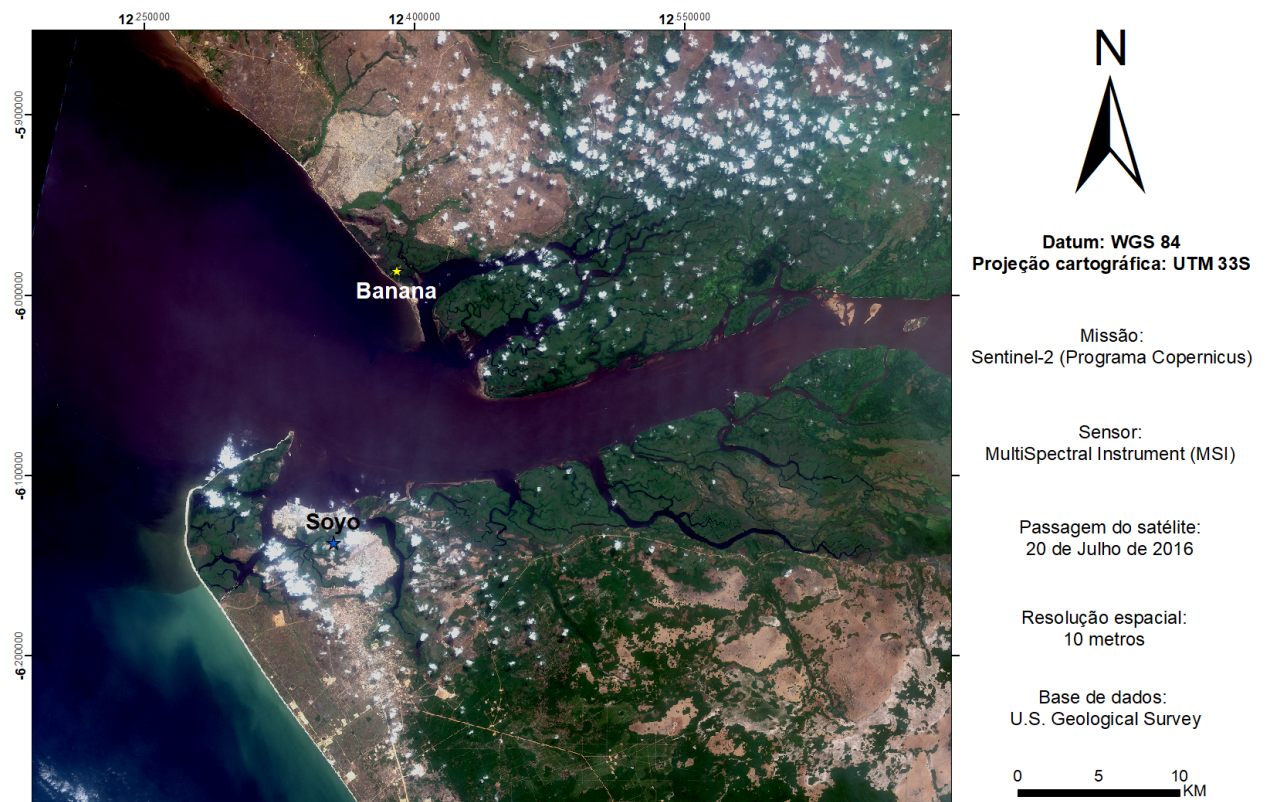


FIGURA 1.3. Composição RGB (432) em cor verdadeira do Estuário do Rio Congo, África Central. Porto de Banana e cidade litorânea de Soyo em destaque. Fonte: próprio autor.

# Capítulo 2

## Referencial Teórico

A fundamentação teórica para a realização deste estudo baseou-se em conceitos relacionados à poluição marinha, detritos plásticos e a aplicação do sensoriamento remoto nestes contextos.

### 2.1 Detritos marinhos e poluição plástica

Os detritos marinhos são definidos por Shevealy et al. (2012) como: “qualquer material sólido antropogênico processado ou manufaturado (independentemente do tamanho), descartado, eliminado, ou abandonado no meio ambiente, incluindo todos os materiais descartados no mar, na costa, ou trazidos direto para o mar por rios, esgoto, águas pluviais, ondas, ou vento”. Pelo menos 60% dos detritos marinhos presentes em orlas marítimas, na superfície e no assoalho oceânicos são compostos por diferentes produtos plásticos (UNEP, 2016). De acordo com Jambeck et al. (2015), 8 toneladas de plásticos acabam chegando aos oceanos todos os anos.

Sérios impactos ambientais e socioeconômicos negativos são atrelados à poluição plástica (UNEP, 2016). Diversas espécies de animais marinhos sofrem com emaranhamento por redes de pesca abandonadas, ingestão de partículas de plástico que causam ferimentos internos e envenenamento e sufocamento por sacolas plásticas (Andrady, 2011; Wilcox et al., 2015; Kühn et al., 2015). Além disso, atividades econômicas como navegações, pesca, aquacultura e turismo também podem ser diretamente afetadas (Watkins et al. (2015)). O custo monetário global dos impactos da poluição plástica foi calculado por Raynaud (2014) em aproximadamente 75 bilhões de dólares anuais.

Há muita preocupação atualmente sobre as consequências da poluição de microp plásticos (MPs) devido à sua presença universal no ambiente marinho (UNEP, 2016; Brahney et al., 2021). Há dois tipos de MPs: os primários, presentes em produtos que possuem esférulas de plásticos, ou secundários, cujos são subprodutos da fragmentação dos resíduos maiores. MPs são capazes de absorver poluentes orgânicos persistentes, sendo assim, quando são ingeridos acidentalmente por espécies marinhas podem levar poluentes pela teia alimentar por bioacumulação (Andrady, 2011). Já há evidências do consumo humano de partículas de MPs, porém ainda pouco se sabe sobre seus reais efeitos à saúde (Cox et al., 2019).

Produtos plásticos são compostos por diversos tipos de resinas plásticas. Cada tipo de resina possui propriedades únicas, o que faz com que tenham diferentes susceptibilidades à degradação (Zheng et al., 2005). Os diversos tipos de resinas que compõem a maioria dos produtos plásticos presentes no mercado estão assinalados na Tabela 2.1. Dependendo da densidade das partículas, os plásticos podem flutuar ou afundar nos ambientes aquáticos (densidade da água:  $1.00\text{g/cm}^3$ ).

TABELA 2.1. Tipo de resinas plásticas, principais aplicações e densidade. Fonte: GESAMP (2015).

Tipo de resina	Aplicações	Densidade ( $\text{g/cm}^3$ )
Polietileno	Sacolas plásticas, embalagens	0.91 - 0.95
Polipropileno	Cordas, tampas de garrafa	0.90 - 0.92
Poliestireno (expandido)	Copos, embalagens térmicas, bóias	0.01 - 1.05
Poliestireno	Caixas, utensílios	1.04 - 1.09
Policloreto de vinila	Canos, plástico filme	1.16 - 1.30
Nylon	Redes de pesca, cordas	1.13 - 1.15
Politereftalato de etileno	Garrafas, amarras	1.34 - 1.39
Poliéster/Fibra de Vidro	Têxteis, barcos	>1.35
Acetato de celulose	Filtros de cigarro	1.22 - 1.24

Apesar da poluição plástica estar sendo detectada ao redor do mundo em crescente quantidade, sua dinâmica de transporte em águas continentais ainda é pouco conhecida (Blettler et al., 2018). No estudo executado por He et al. (2020), foi verificado que o tipo de uso e ocupação da terra influencia no tipo de resina dos MPs encontrados em rios; foi ainda constatado que a quantidade de MPs sendo transportados aumenta com a diminuição do tamanho das partículas sedimentares fluviais. Partículas de ar-

gila ( $<0.002\text{ mm}$ ) mostraram alta correlação com uma maior concentração de MPs (He et al., 2020). No entanto, o autor frisa que outras variáveis como a velocidade do fluxo da água e do vento podem ter influência nessa questão e precisam de uma investigação mais profunda.

## 2.2 Sensoriamento remoto de poluição plástica

A detecção de plásticos por sensores remotos é um tema que vem ganhando notoriedade nos últimos anos. Metodologias pioneiras utilizadas por Aoyama (2014) e Amézquita Toledo et al. (2017) aplicaram sensores orbitais de alta resolução para detectar poluição plástica em orlas marítimas no Japão e no Chile, respectivamente. Já Garaba et al. (2018), empregou um sensor hiperespectral à bordo de uma aeronave para identificar detritos plásticos de grande porte à deriva em alto mar. O desenvolvimento dessa linha de pesquisa pode ajudar a quantificar a poluição plástica e compreender os tipos de resinas presentes nos focos de poluição. Biermann et al. (2020) salienta que a rápida detecção por sensores remotos possibilita operações de limpeza antes que os resíduos possam afundar.

Garaba and Dierssen (2017) identificaram as assinaturas espectrais de diferentes tipos de resinas de plásticos, assim como a de plásticos que sofreram degradação em ambientes aquáticos. Apesar de possuírem assinaturas espectrais que variam consideravelmente, os plásticos possuem faixas de absorção em comum nos comprimentos de onda de  $0.931\text{ }\mu\text{m}$ ,  $1.215\text{ }\mu\text{m}$ ,  $1.417\text{ }\mu\text{m}$  e  $1.732\text{ }\mu\text{m}$  como pode ser observado na Figura 2.1. De acordo com Garaba and Dierssen (2018), as faixas de absorção em  $1.215\text{ }\mu\text{m}$  e  $1.732\text{ }\mu\text{m}$  eram observáveis através da atmosfera da Terra e foram utilizadas com sucesso para identificar hidrocarbonetos sintéticos em um aterro sanitário.



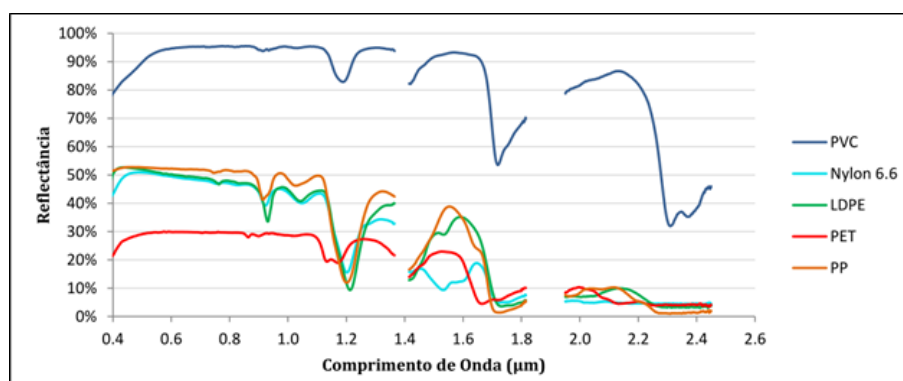


FIGURA 2.1. Assinatura espectral de resinas plásticas. Fonte: Garaba and Dierssen (2017).

Um estudo desenvolvido por Topouzelis et al. (2019) consistiu na confecção de alvos com diferentes tipos de plásticos dispostos à deriva em uma praia na Grécia para serem captados pelo sensor MultiSpectral Instrument (MSI), a bordo da constelação de satélites Sentinel-2A e 2B. Estes alvos possuíam tamanhos ideais para encaixarem-se na resolução espacial de 10 *m* do sensor. Análises sobre as características das imagens com pixels de plástico concluíram que os alvos possuíam um pico de reflexão na banda espectral do infravermelho próximo (NIR - 0.833  $\mu m$ ). A partir desta pesquisa foi constatado que o sensor MSI possui resolução espacial e radiométrica adequada para a detecção de plásticos à deriva em ambientes aquáticos (Tabela 2.2).

TABELA 2.2. Especificações do sensor MSI.

Número	Banda espectral	Comprimento de onda central ( $\mu m$ )	Resolução espacial ( <i>m</i> )
1	Coastal Aerosol	0.443	60
2	Blue	0.492	10
3	Green	0.560	10
4	Red	0.665	10
5	Red Edge1	0.704	20
6	Red Edge 2	0.741	20
7	Red Edge 3	0.783	20
8	NIR	0.833	10
8a	Narrow NIR	0.865	20
9	Water Vapour	0.945	60
10	SWIR Cirrus	1.374	60
11	SWIR 1	1.614	20
12	SWIR 2	2.202	20

Recentemente, Biermann et al. (2020) desenvolveu um índice, denominado Floating Debris Index (FDI), para a detecção de suspeitas de plásticos em ambientes marinhos. O FDI foi adaptado a partir de um índice para detecção de algas em superfície marítima (Hu, 2009). Este índice utiliza-se da alta reflectância de plásticos na faixa espectral do NIR (0.833 -  $\mu m$ ) (Garaba et al., 2018; Topouzelis et al., 2019). A aplicação do FDI dá-se a partir da resolução da equação 2.1:

$$FDI = R_{rs,NIR} - R'_{rs,NIR}$$

$$R'_{rs,NIR} = R_{rs,RE2} + (R_{rs,SWIR1} - R_{rs,RE2}) \times \frac{(\lambda_{NIR} - \lambda_{RED})}{(\lambda_{SWIR1} - \lambda_{RED})} \times 10 \quad (2.1)$$

O índice calcula a diferença entre a reflectância do NIR e a reflectância do NIR de referência. Esta referência é derivada a partir da interpolação linear entre as bandas Red Edge 2 e SWIR 1. O resultado final desta equação é a atenuação dos efeitos atmosféricos e de ângulos de visada e solar, possibilitando a detecção de agregações de plásticos na superfície da água através de nuvens rarefeitas ou nevoeiro (Biermann et al., 2020).

No estudo elaborado por Biermann et al. (2020), foram selecionadas imagens Sentinel-2 de locais com indícios de poluição por plásticos para teste do FDI. A partir da extração da assinatura espectral dos píxels contendo plástico nas imagens de Topouzelis et al. (2019), foi utilizado um método de classificação supervisionada para concluir que o FDI foi 86% efetivo em detectar agregações de plásticos à deriva em mares abertos. Visto que a densidade da poluição plástica em alto mar é baixa (Magrini, 2012) o FDI é mais adequado para detectar manchas de poluição plástica significativamente maiores do que a resolução espacial do sensor MSI (10 m) (Biermann et al., 2020).

As suspeitas de agregações de plásticos identificadas corretamente pelo FDI foram estruturas de formato alongado e fino, em conjunção com outros materiais flutuantes como vegetação aquática e espuma marinha. Em imagens na zona costeira da Escócia (Figura 2.2), uma estrutura de aproximadamente 2 km de comprimento ao longo de uma frente oceânica foi assinalada como suspeita de plásticos.



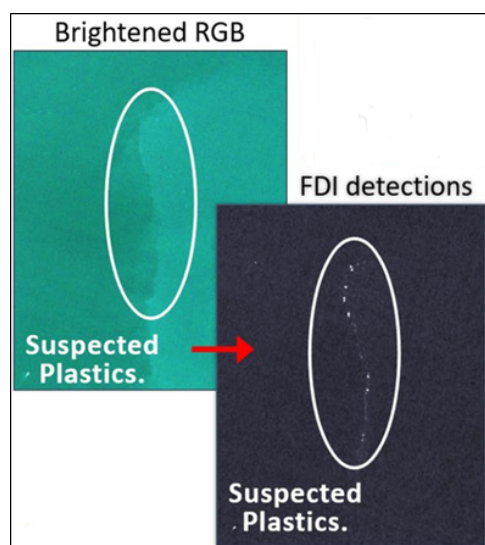


FIGURA 2.2. Suspeitas de plástico encontradas a partir do Floating Debris Index na costa da Escócia. Fonte: Biermann et al. (2020)

# Capítulo 3

## Materiais e Métodos

### 3.1 Aquisição de imagens Sentinel-2

A primeira etapa do trabalho consistiu na aquisição de imagens do sensor MSI, a bordo dos satélites Sentinel-2A e 2B. Este sensor possui a resolução espacial e radiométrica adequada para identificação de manchas de plástico a partir do Floating Debris Index (FDI), de acordo com Biermann et al. (2020). As especificações do sensor podem ser verificadas na Tabela 2.2.

Os produtos TOA nível 1C foram adquiridos gratuitamente a partir de uma pesquisa na base de dados do U.S. Geological Survey, no website Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). O intervalo de datas pesquisado foi entre 23 de Junho de 2015 (data de lançamento do sensor Sentinel-2) e 1 de Maio de 2021. A cobertura de nuvens foi especificada como  $< 2\%$ , porém foram incluídas imagens com cobertura de nuvens desconhecida. Foram encontradas 8 imagens do Lago Malebo e 11 imagens do Estuário do Rio Congo. Nas imagens do Lago Malebo, foi considerado que 3 das 8 imagens estavam com cobertura de nuvens inapropriada para a aplicação do Floating Debris Index (FDI). Já nas imagens do Estuário do Rio Congo, 8 das 11 imagens possuíam cobertura de nuvens inapropriada para aplicação do FDI. Foram selecionadas duas imagens de cada região nos anos de 2016 e 2017 para posterior aplicação do FDI. As imagens do Lago Malebo foram capturadas em 6 de Setembro de 2016 e 12 de Julho de 2017. Já as imagens do Estuário foram capturadas em 20 de Julho de 2016 e 6 de Abril de 2017.

## 3.2 Correção atmosférica

Nesta etapa do trabalho foi realizada uma correção atmosférica nas imagens selecionadas previamente. Foi utilizado o software gratuito ACOLITE (Atmospheric Correction for OLI lite, versão 20210114.0). De acordo com Biermann et al. (2020) e Topouzelis et al. (2019), ACOLITE é um algoritmo apropriado para a correção atmosférica de imagens para posterior identificação de agregações de plásticos.

Segundo Vanhellemont and Ruddick (2016), ACOLITE foi desenvolvido para aplicação em imagens de águas costeiras e continentais e funciona através do método “Dark Spectrum Fitting”, que seleciona dinamicamente pixels escuros na imagem para corrigir os parâmetros atmosféricos.

As imagens selecionadas neste trabalho foram então processadas pelo software. Para cada imagem foram gerados 2 arquivos no formato NetCDF (.NC), um com dados de reflectância de topo de atmosfera (RHOT) e outro com reflectância de superfície (RHOS).

## 3.3 Aplicação do Floating Debris Index (FDI)

Com o intuito de aplicar o FDI nas imagens deste estudo, o software Sentinel Application Platform (SNAP, versão 8.0) foi utilizado. Este software de geoprocessamento foi desenvolvido pela Agência Espacial Europeia (ESA) e é especializado para processar imagens da série de sensores Sentinel. O programa possibilita visualizar produtos de reflectância de diversos formatos, realizar alteração de cores, brilho e contraste e outras manipulações visuais nas imagens.

Os produtos de reflectância de superfície (RHOS) corrigidos pelo algoritmo ACOLITE foram adicionados ao SNAP e o módulo “Band Math” foi utilizado para aplicar a equação do FDI a partir das bandas espectrais necessárias (Equação 2.1). Posteriormente, modificações de cor e contraste foram realizadas para evidenciar o material em suspensão no curso do Rio Congo.

Por fim, foram analisadas visualmente composições RGB (432) em cor verdadeira e as imagens da banda NIR respectivas de cada localidade para excluir falsos positivos. Os materiais que podem ser identificados erroneamente pelo índice são: nuvens, ondas, embarcações e bordas de ilhas (Biermann et al., 2020), porém podem ser facilmente identificados através da análise visual.

### 3.4 Detecção de suspeitas de plásticos

A área de estudo deste trabalho foi subdividida em zonas para contabilizar quantas suspeitas de agregações de plásticos foram encontradas em cada uma destas. O Lago Malebo foi dividido em 3 zonas: A, B e C, enquanto o Estuário do Rio Congo foi dividido em 2 zonas: D e E (Figura 3.1).

O zoneamento A corresponde ao fim da seção Kisangani-Kinshasa do Rio Congo. A zona B corresponde ao Lago Malebo. A zona C inicia no término do Lago Malebo e início das cadeias montanhosas do “Atlantic Rise”. A zona D é localizada no fim da seção Kinshasa-Banana do Rio Congo. Por fim, a zona E corresponde ao Oceano Atlântico.

Foi realizada análise visual em cada um dos zoneamentos para identificar estruturas de agregação de plásticos. De acordo com Biermann et al. (2020), as suspeitas de plásticos foram observadas em conjunção com outros materiais em suspensão, como por exemplo vegetação, e ocorreram como estruturas delgadas de longos comprimentos (2 *km*). Portanto, o presente estudo procurou identificar estruturas com conformações similares e comprimentos com centenas de metros a alguns quilômetros.

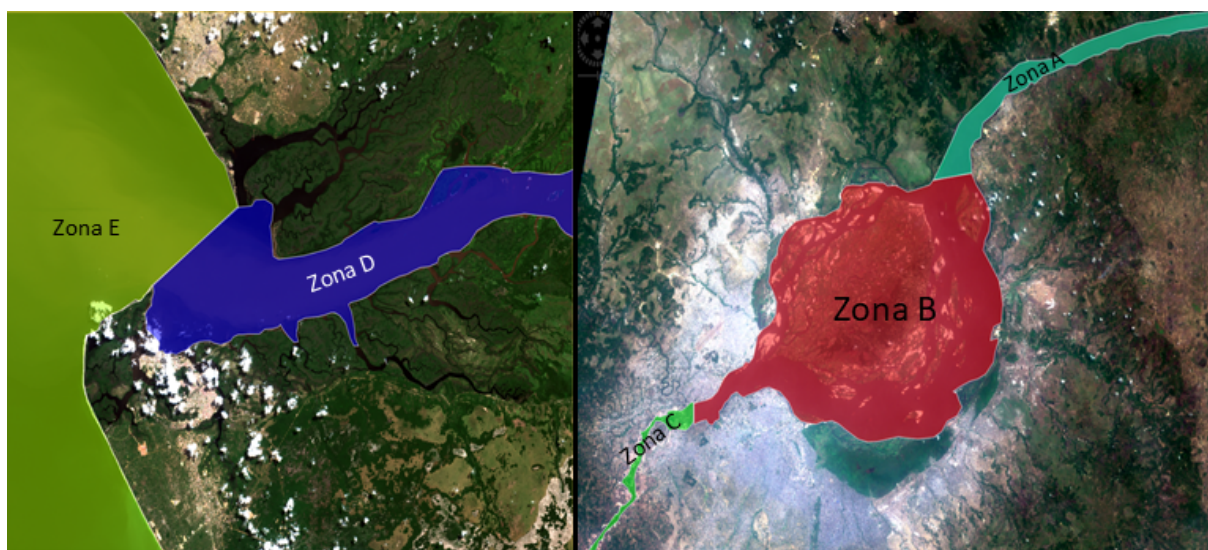


FIGURA 3.1. Subdivisão da área de estudo em zonas. Zonas A a D: Rio Congo. Zona E: Oceano Atlântico. Fonte: próprio autor.

O último passo do trabalho consistiu na sugestão de classificação das zonas como “hotspots” de poluição plástica, locais onde provavelmente há maior agregação e acumulação dos resíduos. A partir da presença de todas as seguintes condições na zona analisada, estas podem ou não ser indicadas como um “hotspot” de poluição plástica por este estudo:

- Áreas com estruturas de agregação de plásticos (Biermann et al., 2020);
- Áreas próximas a grandes centros urbanos (He et al., 2020);
- Áreas com dinâmica fluvial que favorece a acumulação de material em suspensão (Nichols and Fisher, 2007).

# Capítulo 4

## Resultados e Discussão

Os resultados deste trabalho foram dispostos a seguir de acordo com o zonamento da área estudo.

### 4.0.1 Zona A

O zonamento A é o final do curso médio do Rio Congo, seção Kisangani-Kinshasa. Como descrito por Gupta (2008), esta seção é caracterizada por um fluxo lento formando barras de areia e silte. Foi identificada 1 suspeita de agregação de plásticos na imagem de 2016 e 3 suspeitas na imagem de 2017, totalizando 4 suspeitas para esta zona.

Como pode ser observado na Figura 4.1, extraída da imagem de 2016, a suspeita de plásticos é caracterizada pelos píxels levemente mais brilhantes na faixa do Floating Debris Index (FDI) e do NIR. Esta estrutura identificada tem grandes espaços entre os píxels e comprimento aproximado de 420 *m*. É localizada próxima ao limite entre a Zona A e B ao norte de um centro urbano que costeia o curso do rio.

Nas figuras 4.2, 4.3 e 4.4, retiradas da imagem de 2017, foram também identificadas suspeitas de plástico ao longo do curso médio do Rio Congo. O aspecto escuro do curso do rio nas composições em cor verdadeira são explicadas pelo sombreamento causado pelas nuvens na imagem. As estruturas possuem conformações delgadas e alongadas, seguindo o fluxo do curso d'água. Alguns píxels com maior brilho entre as estruturas podem indicar continuidade entre elas. A primeira suspeita, figura 4.2, é

localizada próxima ao início da Zona A, e possui aproximadamente 2 *km* de comprimento. A segunda suspeita, figura 4.3, é localizada a algumas centenas de metros ao Sul da suspeita anterior, quando o curso do rio inflete para esta direção; seu comprimento é próximo de 2,6 *km*. A última suspeita na Zona A, mais ao Sul, foi medida em cerca de 2,4 *km* de comprimento.

Por ser uma região onde embarcações navegam levando mercadorias entre dois grandes centros industriais (Harrison et al., 2016), esta pode ser uma das fontes de poluição plástica na Zona A. Segundo Mengho et al. (1994), há presença de grandes colônias de aguapés (*Eichornia crassipes* - (Mart.) Solms, 1883) que cobrem partes do rio nesta seção. A presença deste tipo de vegetação aquática foi ligada ao transporte e acúmulo de poluição plástica na superfície de rios (Schreyers et al., 2021). A morfologia relativamente retilínea observada nesta região pode explicar o formato das estruturas das suspeitas de plásticos encontradas nas imagens.

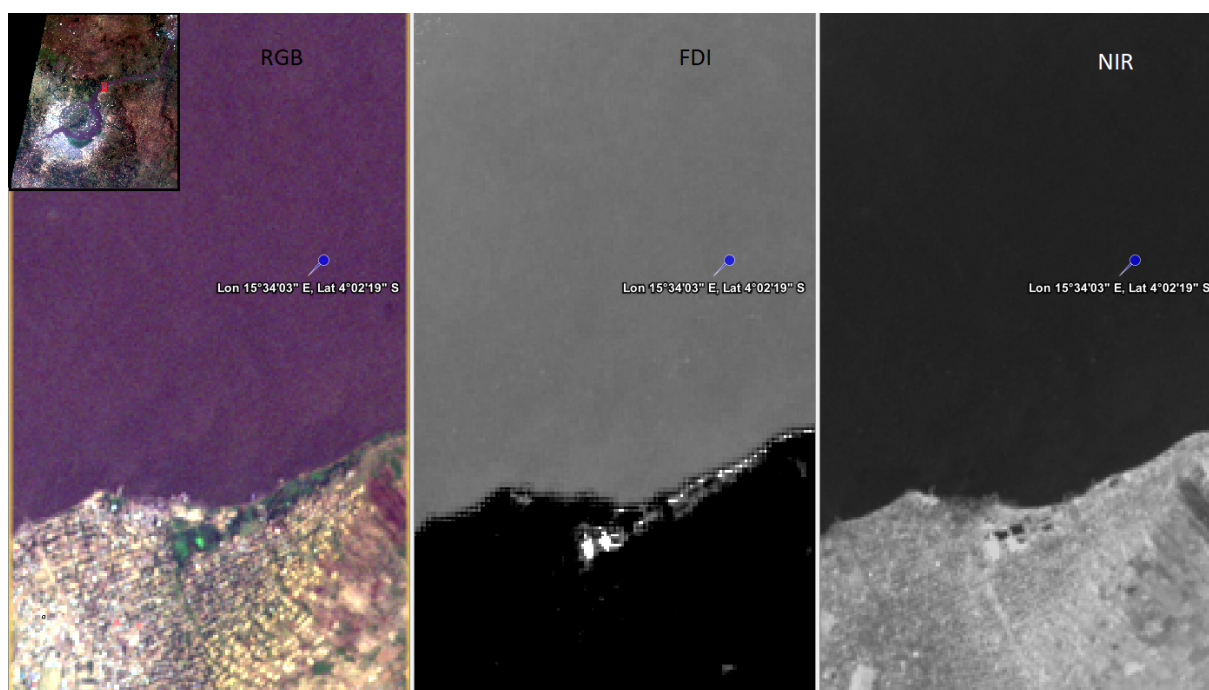


FIGURA 4.1. Primeira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor.



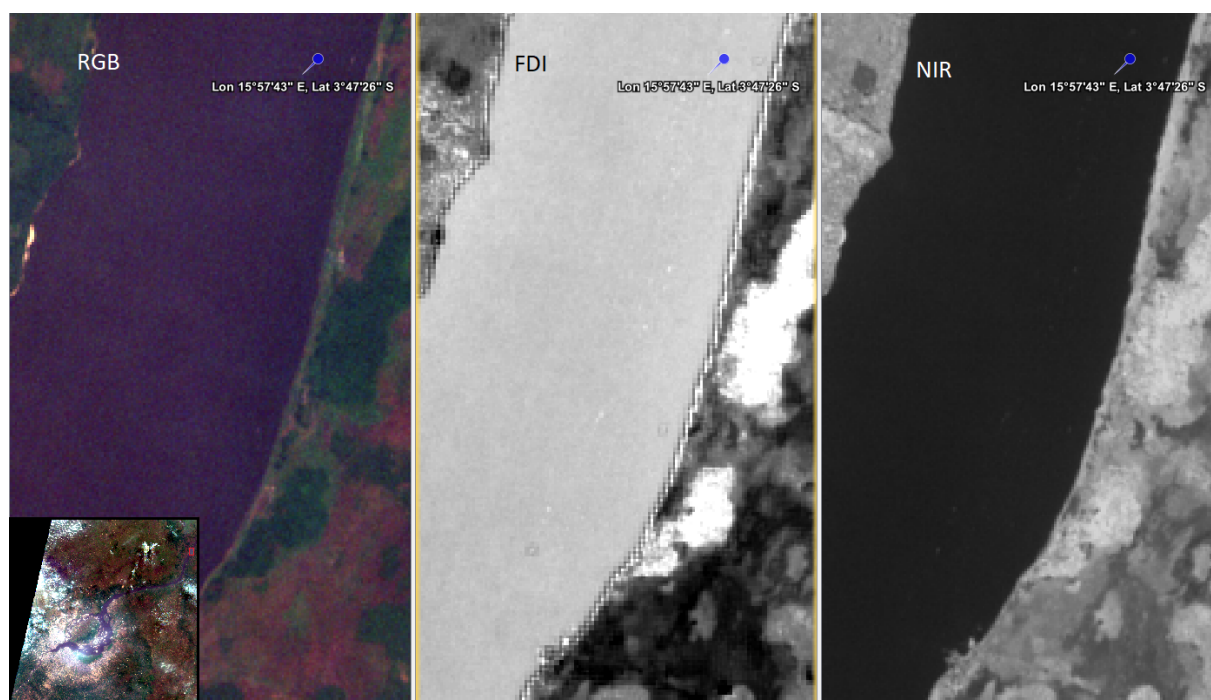


FIGURA 4.2. Segunda suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor.

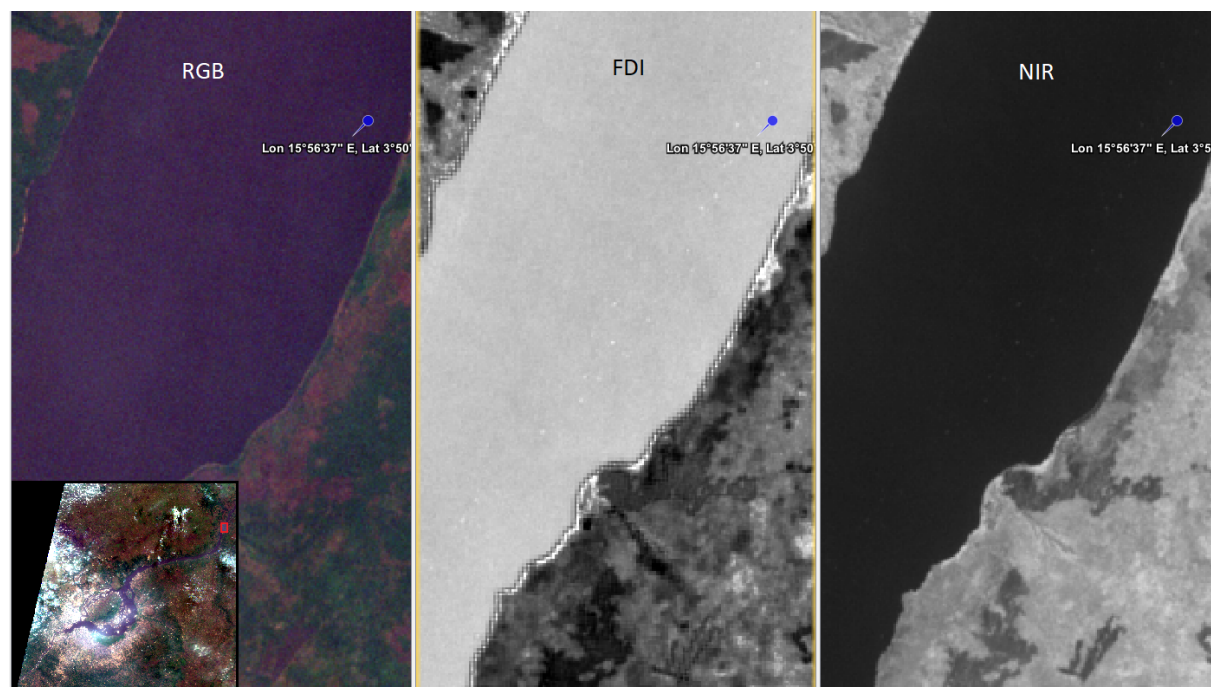


FIGURA 4.3. Terceira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor.



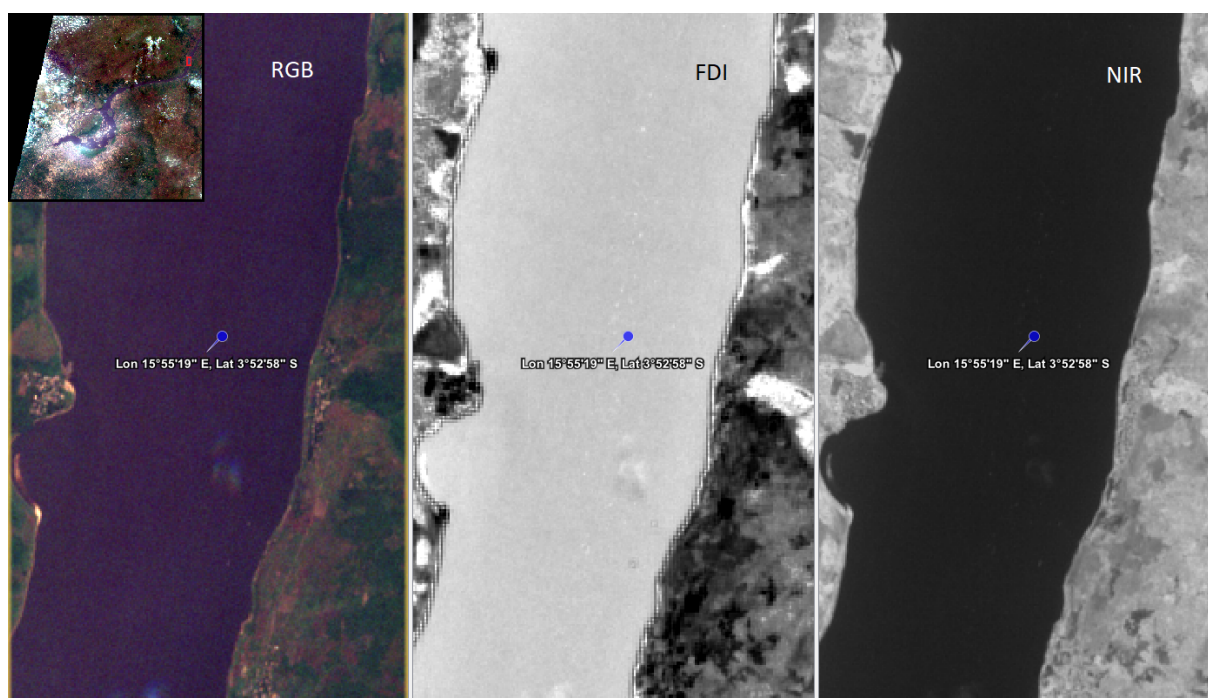


FIGURA 4.4. Quarta suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona A. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor.

#### 4.0.2 Zona B

A Zona B corresponde ao Lago Malebo, uma região com dinâmica fluvial que indica um fluxo mais lento que na Zona A (Nichols and Fisher, 2007). Múltiplas ilhas, incluindo a “Ile M’bamou” (grande estrutura central), demonstram a presença de processos de deposição de sedimentos nesta região (Figura 1.2). Foram identificadas 3 suspeitas de agregação de plásticos na imagem de 2016 e 1 suspeita na imagem de 2017, totalizando 4 suspeitas de plásticos na Zona B.

Como visto na Figura 4.5, foi assinalada uma suspeita de plástico na estrutura alongada localizada na região Nordeste do Lago Malebo, iniciando próxima à costa de uma ilha de médio porte e estende-se até a costa de uma das comunas de Kinshasa. Esta suspeita de agregação de plásticos é notavelmente acentuada se observada pela faixa do FDI e pouco pode-se perceber sua presença na faixa “RGB”. Seu comprimento medido foi de cerca de 3,5 *km*. A próxima suspeita identificada estava localizada na região Sul do Lago Malebo 4.6, próxima à planície de inundação (Lateef et al., 2010) e diretamente acima do tributário de Kinshasa 1.2; esta estrutura abrangia três acu-

mulações de material em suspensão bem definidos com extensão de cerca de 900 *m*. A suspeita identificada em sequência foi localizada à Oeste da ilha de médio porte mencionada anteriormente 4.7; a estrutura é caracterizada por grande espalhamento e irregularidade no seu formato, seu comprimento medido da ponta Norte à Sudeste foi de 1,1 *km*. Por último na Zona B, foi identificada uma suspeita de agregação de plásticos na região Norte do Lago Malebo 4.8; esta estrutura, por sua vez, possui um formato semi-irregular e certa distância entre os píxels mais brilhantes, tendo um comprimento próximo de 700 *m*.

O Lago Malebo é uma região relativamente de baixa altitude. As fácies sedimentares que podem ser observadas demonstram os processos deposicionais os quais formaram as ilhas e barras. A planície de inundação à Leste de Kinshasa (Lateef et al., 2010) revela que esta parte do curso fluvial tem baixa energia, o que favorece a acumulação de material em suspensão. Além disso, a presença de dois grandes centros urbanos, dos quais um possui relatos sobre a inadequada gestão de resíduos, similarmente contribui para a presença de poluição plástica na Zona B. As épocas de baixa e cheia do Rio Congo podem ter influência na acumulação dos resíduos, especialmente em áreas de deposição sedimentar.

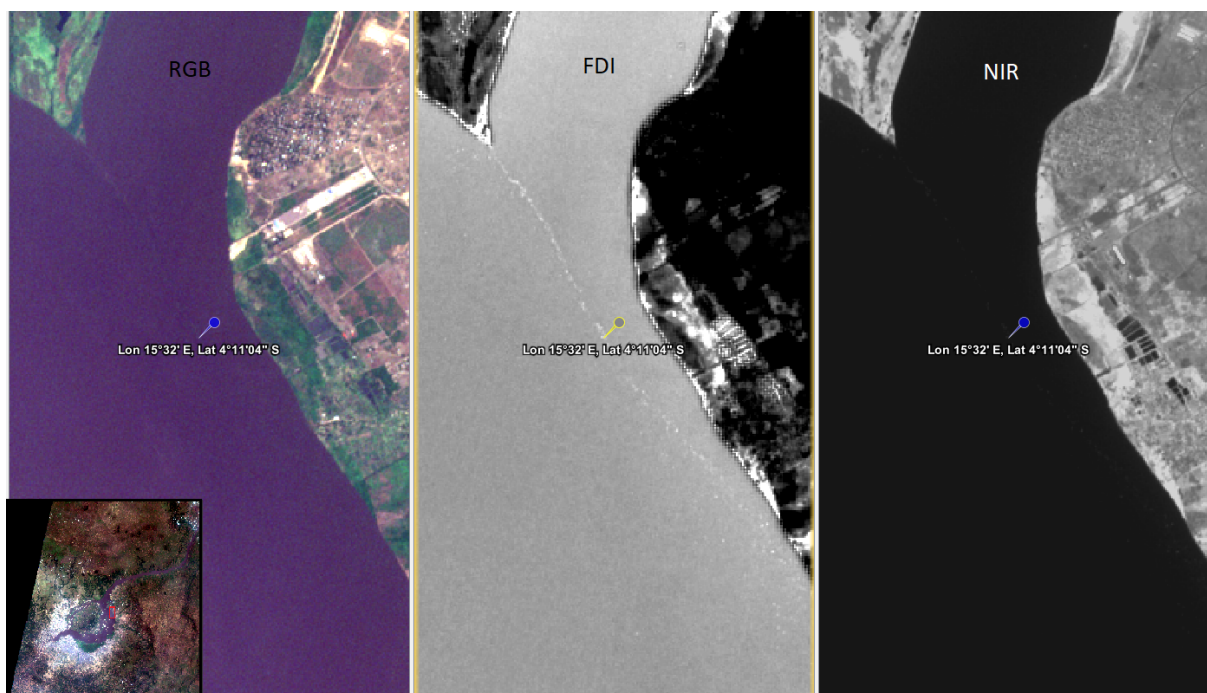


FIGURA 4.5. Primeira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor.

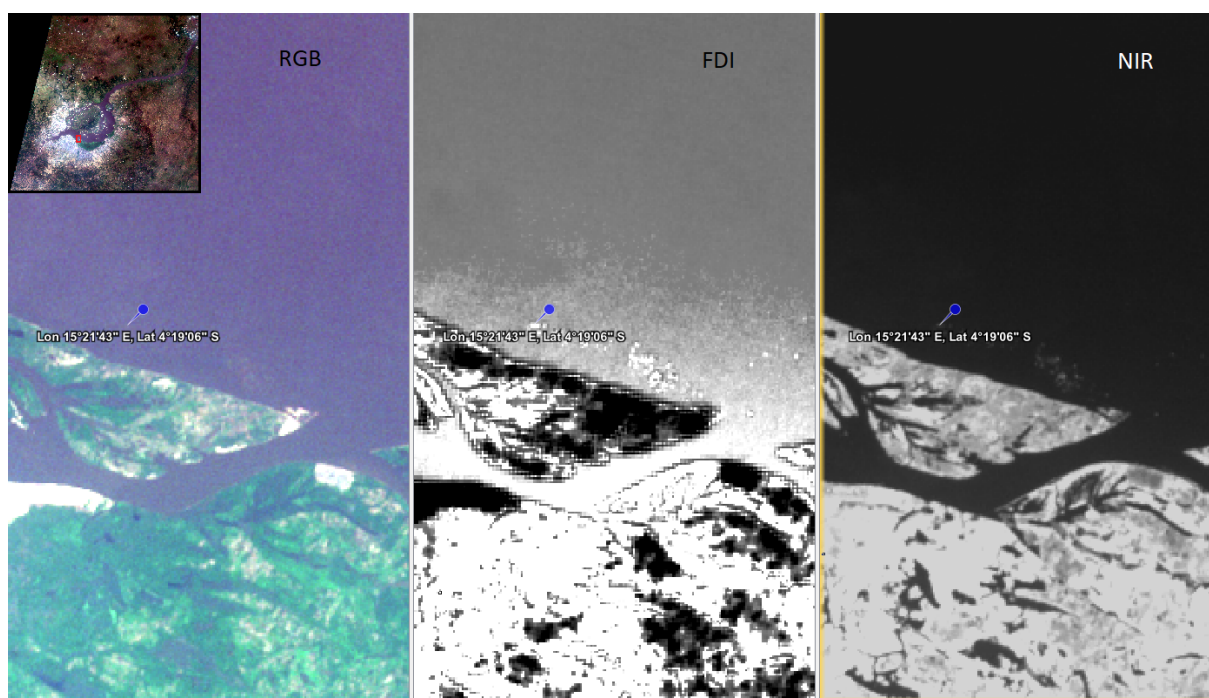


FIGURA 4.6. Segunda suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor.

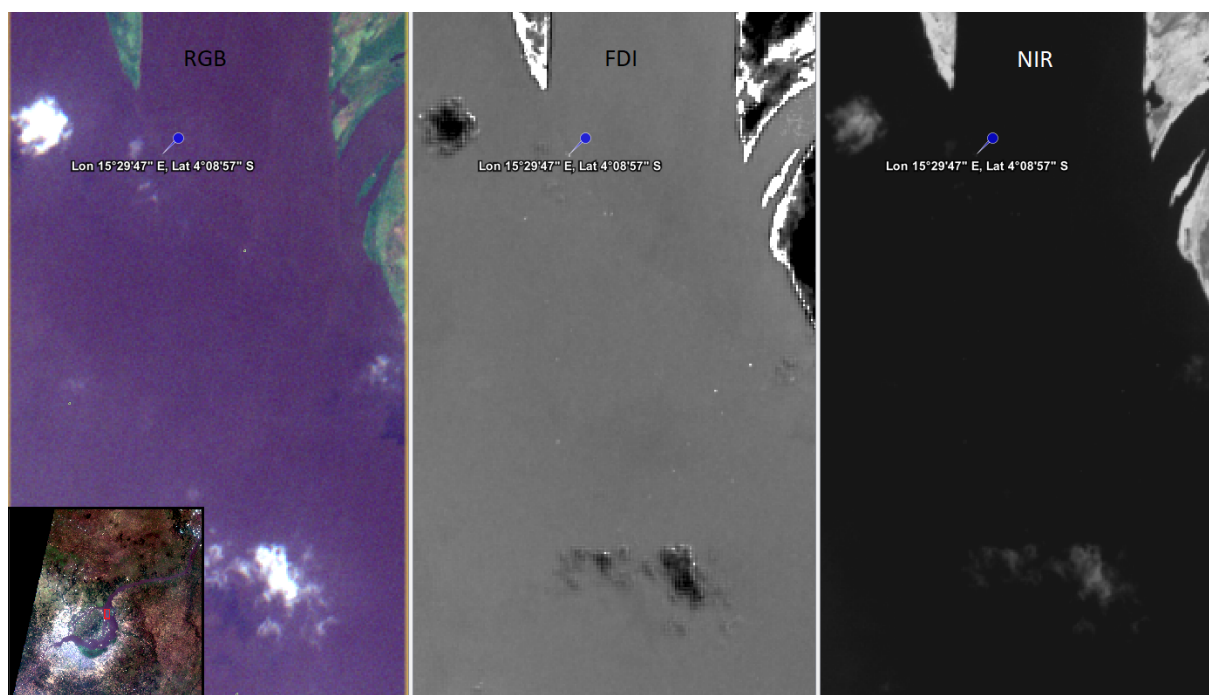


FIGURA 4.7. Terceira suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 6 de Setembro de 2016. Fonte: próprio autor.



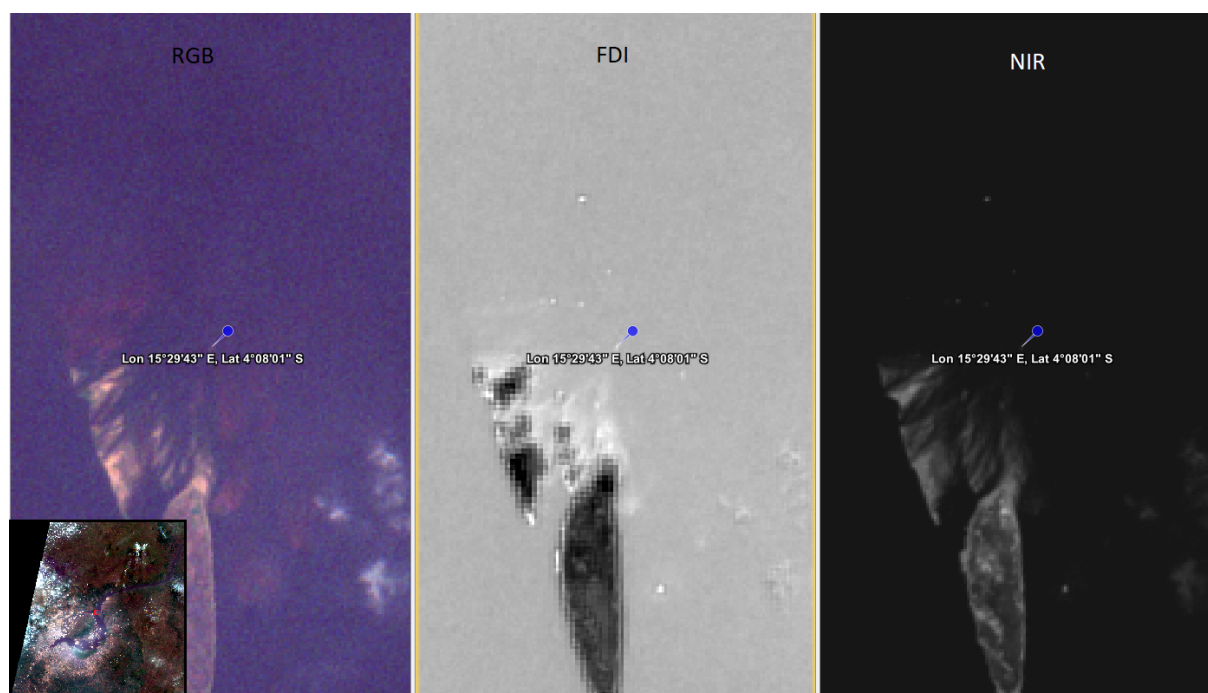


FIGURA 4.8. Quarta suspeita de agregação de plásticos identificada na Zona B. Imagem de 12 de Julho de 2017. Fonte: próprio autor.

### 4.0.3 Zona C

Na Zona C não foram encontradas suspeitas de plásticos em nenhuma das imagens analisadas. Isto pode ser justificado pelo drástico estreitamento do canal fluvial, o que aumenta o fluxo e a velocidade da água (Gupta, 2008). As grandes quedas d'água presentes nesta região, que chegam a 40 m de altura, são observáveis como falsos positivos ao aplicar o FDI (Figura 4.9). Estas feições, em conjunção com o estreitamento do canal fluvial, podem impossibilitar a visualização da poluição plástica na superfície, visto que não foram identificadas suspeitas de plásticos em nenhum dos tributários do Rio Congo visíveis nas imagens.

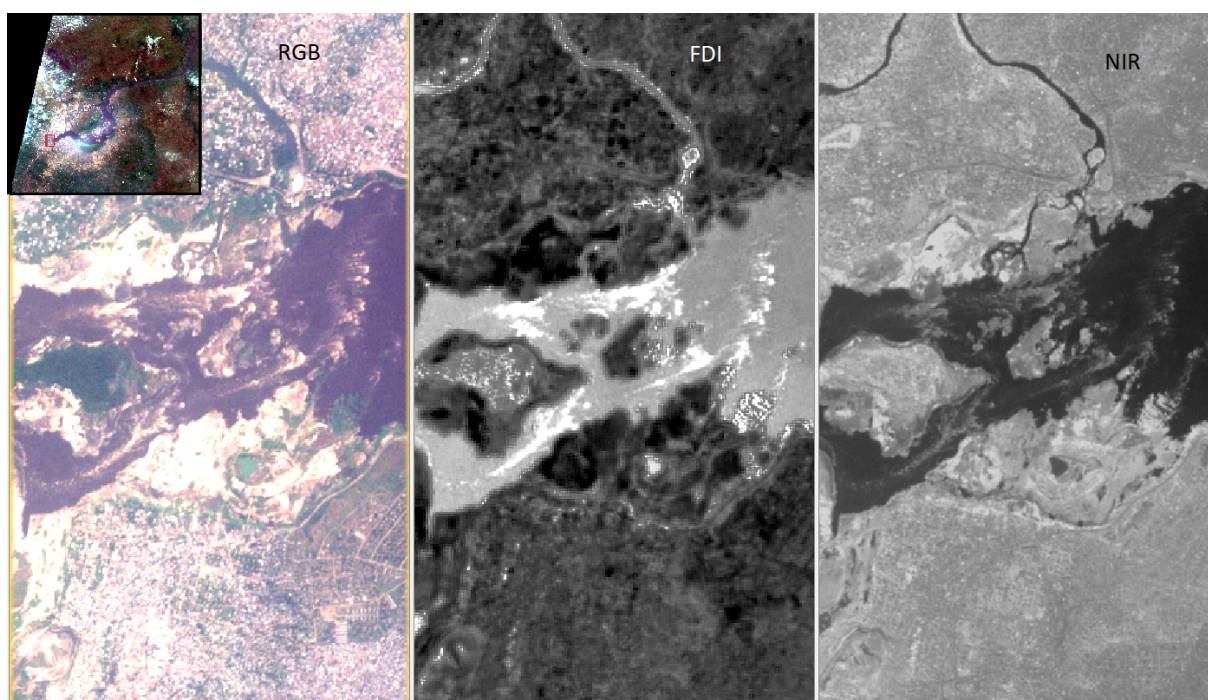


FIGURA 4.9. Falsos positivos em quedas d'água observadas na Zona C. Imagem de 6 de Setembro 2016. Fonte: próprio autor.

#### 4.0.4 Zona D

Nesta zona também não foram identificadas suspeitas de plásticos. Esta seção do rio é caracterizada por planícies de maré influenciadas pela troca de sedimentos entre o Rio Congo e o Oceano Atlântico (Jansen et al., 1984). Devido à grande pluma de sedimentos partindo do rio e se espalhando por quilômetros ao longo do Atlântico, há maior dominância do sistema fluvial no suprimento sedimentar neste sistema. Em razão disto, a poluição plástica advinda de seções superiores pode possivelmente ser carregada sem barreiras e ficar acumulada nas frentes oceânicas, no entanto, é necessária a análise de uma maior quantidade de imagens é para confirmar este fenômeno.

#### 4.0.5 Zona E

No Oceano Atlântico, foi possível observar algumas estruturas alongadas perpendiculares à linha de costa que se estendiam por cerca 15 *km* até a orla marítima da RD Congo (Figuras 4.10 e 4.11). Estas estruturas podem ser observadas em todas as

faixas analisadas. Considerando as características do ambiente e do formato e comprimento das estruturas, provavelmente tratam-se de cristas de ondas (whitecaps) ou espuma marinha, não sendo estas identificadas como suspeitas de plásticos. Eventualmente, a poluição plástica pode ser encontrada nestas frentes marinhas (Biermann et al., 2020), porém seriam necessárias análises mais profundas para reconhecer a presença de detritos e suas quantidades. Há também presença de atividades humanas, como embarcações, que podem dificultar na identificação de suspeitas de plásticos ao gerarem falsos positivos, como visto na Figura 4.12.

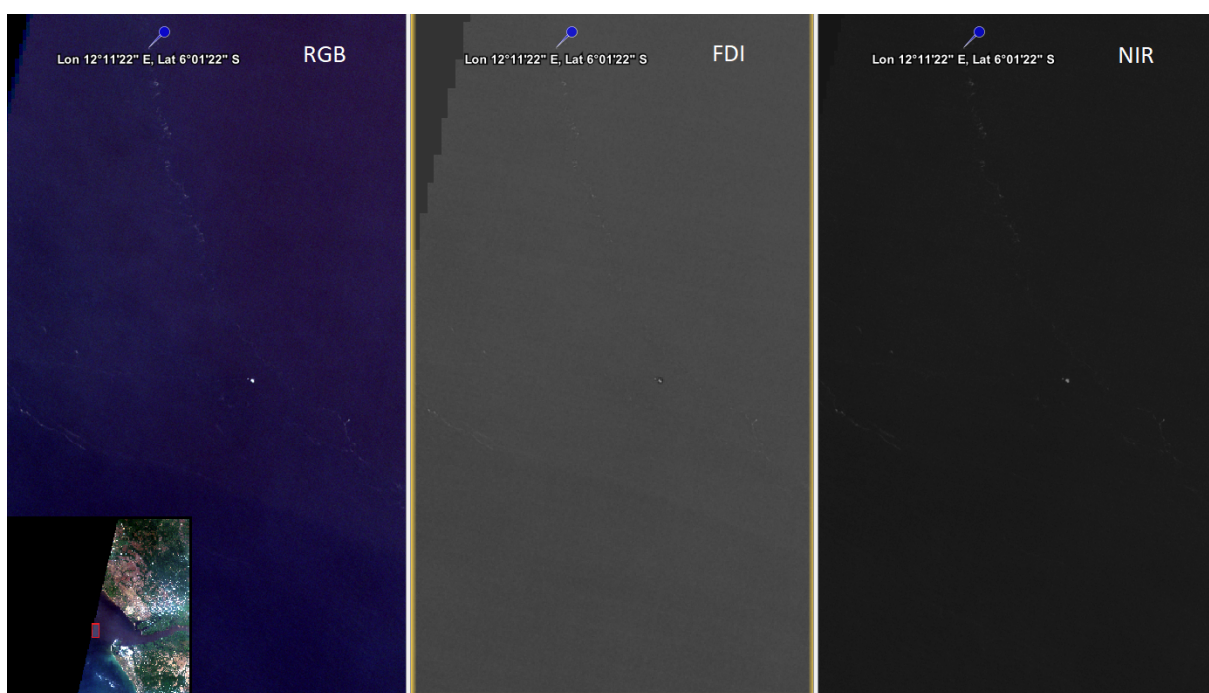


FIGURA 4.10. Possíveis cristas de ondas e espuma marinha. Imagem de 20 de Julho de 2016. Fonte: próprio autor.

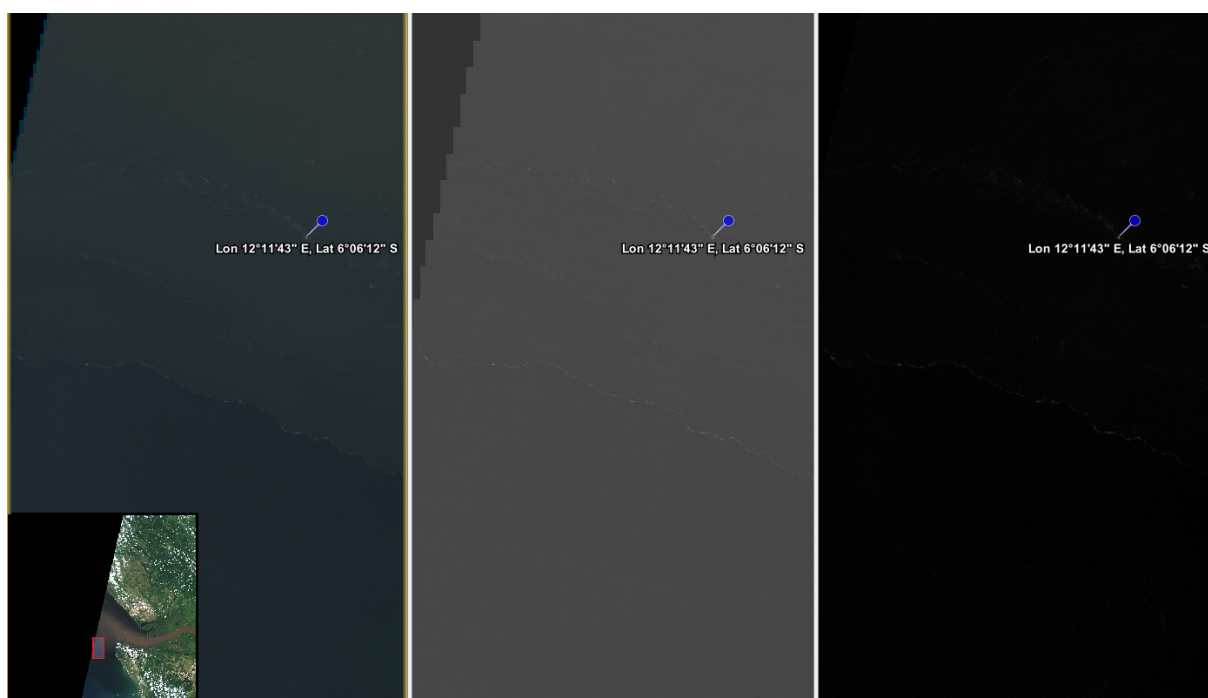


FIGURA 4.11. Possíveis cristas de ondas e espuma marinha. Imagem de 6 de Abril de 2017. Fonte: próprio autor.

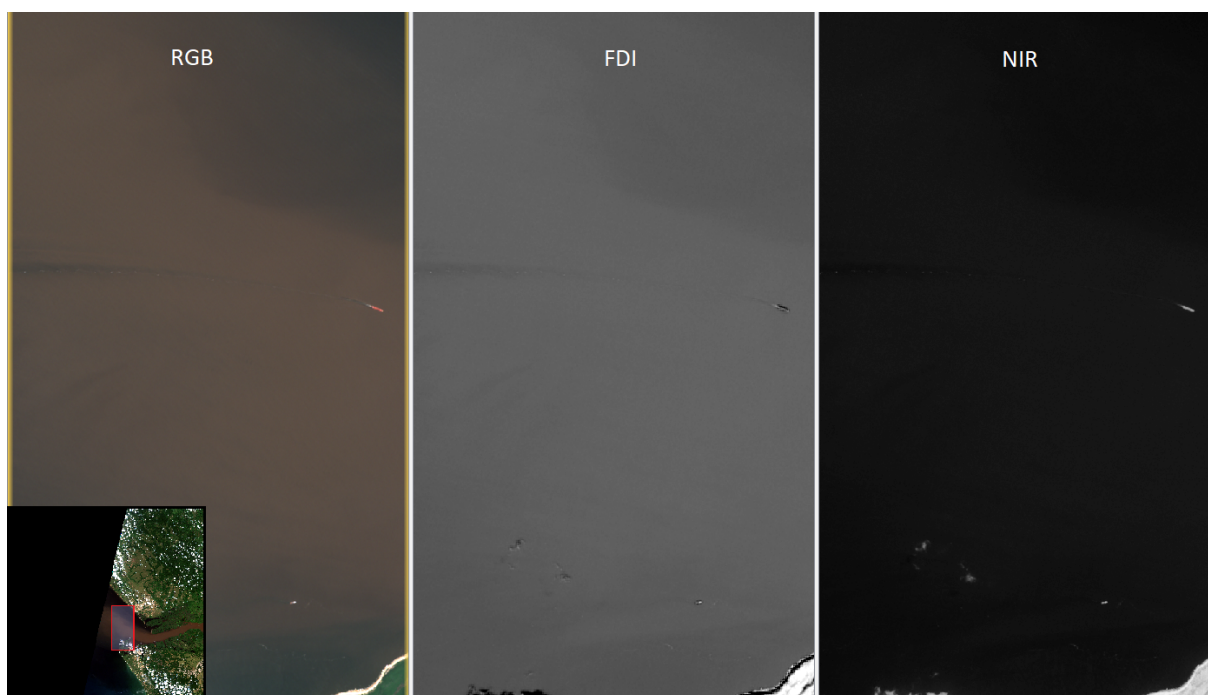


FIGURA 4.12. Falso positivo gerado pela passagem de uma embarcação. Imagem de 6 de Abril de 2017. Fonte: próprio autor.



## Capítulo 5

### Considerações Finais

No Rio Congo há uma grande variedade de ambientes sedimentares. Cada região analisada neste estudo demonstrou uma diversidade de processos deposicionais, refletidos nas formas de relevo analisadas. Existe também a interação destas formas naturais com a sociedade, o que resulta na sua modificação.

Foram identificadas ao total 8 suspeitas de agregações de plásticos em 2 das zonas analisadas. Ambas estas zonas estavam localizadas nas imagens do Lago Malebo. Em vista das particularidades deste sistema fluvial, o Floating Debris Index (FDI) teve maior efetividade na detecção de suspeitas de plásticos no Lago Malebo.

De acordo com as análises realizadas neste estudo, é sugerido que a Zona B, que corresponde ao Lago Malebo, seja considerada como um “hotspot” de poluição plástica, por ser um sistema lótico de baixa energia onde os resíduos podem ser acumulados, ter grandes centros urbanos em ambas as bordas do curso d’água e ter tido um total de 4 suspeitas de plásticos identificadas nas imagens Sentinel-2.

Os passos futuros deste trabalho consistem em utilizar métodos de classificação das imagens para verificar a veracidade das suspeitas apresentadas pelo FDI e comparar a quantidade de suspeitas de plásticos com as épocas de cheia e baixa do Rio Congo.



# Referências Bibliográficas

- AfricaNews. Kinshasa chokes in plastic waste. <https://web.archive.org/web/20201216065819/https://www.africanews.com/2017/06/20/kinshasa-chokes-in-plastic-waste/>, acesso em 09/05/2021., 2017.
- L. P. Amézquita Toledo et al. Elaboración de una propuesta para la gestión integral de residuos antropogénicos costeros en el archipiélago de Chiloé, Chile. 2017.
- A. L. Andrady. Assessment of environmental biodegradation of synthetic polymers. *Journal of Macromolecular Science, Part C: Polymer Reviews*, 34(1):25–76, 1994.
- A. L. Andrady. Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8):1596–1605, 2011.
- T. Aoyama. Monitoring of marine debris in the sea of Japan using multi-spectral satellite images. In *Ocean Remote Sensing and Monitoring from Space*, volume 9261, page 92611E. International Society for Optics and Photonics, 2014.
- L. G. A. Barboza, A. D. Vethaak, B. R. Lavorante, A.-K. Lundebye, and L. Guilhermino. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine pollution bulletin*, 133:336–348, 2018.
- L. Biermann, D. Clewley, V. Martinez-Vicente, and K. Topouzelis. Finding plastic patches in coastal waters using optical satellite data. *Scientific reports*, 10(1):1–10, 2020.
- M. C. Blettler, E. Abrial, F. R. Khan, N. Sivri, and L. A. Espinola. Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. *Water research*, 143:416–424, 2018.
- J. Brahney, N. Mahowald, M. Prank, G. Cornwell, Z. Klimont, H. Matsui, and K. A. Prather. Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(16), 2021.
- F. Bultot. Atlas climatique du bassin congolais. 2e partie, les composantes du bilan d’eau. *Atlas climatique du bassin congolais*, 2015.
- S. Chiba, H. Saito, R. Fletcher, T. Yogi, M. Kayo, S. Miyagi, M. Ogido, and K. Fujikura. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, 96:204–212, 2018.
- K. D. Cox, G. A. Covernton, H. L. Davies, J. F. Dower, F. Juanes, and S. E. Dudas. Human consumption of microplastics. *Environmental science & technology*, 2019.
- E. Curren and S. C. Y. Leong. Profiles of bacterial assemblages from microplastics of tropical coastal environments. *Science of the total environment*, 655:313–320, 2019.

- S. Garaba and H. Dierssen. Spectral reference library of 11 types of virgin plastic pellets common in marine plastic debris. *Data set available on-line [http://ecosis.org] from the Ecological Spectral Information System (EcoSIS)*. [http://dx. doi.org/10, 21232:C27H34](http://dx.doi.org/10.21232/C27H34), 2017.
- S. P. Garaba and H. M. Dierssen. An airborne remote sensing case study of synthetic hydrocarbon detection using short wave infrared absorption features identified from marine-harvested macro-and microplastics. *Remote sensing of environment*, 205:224–235, 2018.
- S. P. Garaba, J. Aitken, B. Slat, H. M. Dierssen, L. Lebreton, O. Zielinski, and J. Reisser. Sensing ocean plastics with an airborne hyperspectral shortwave infrared imager. *Environmental science & technology*, 52(20):11699–11707, 2018.
- S. GESAMP. Fate and effects of microplastics in the marine environment. *J. Ser. GESAMP Reports Stud*, 90:98, 2015.
- A. Gupta. *Large rivers: geomorphology and management*. John Wiley & Sons, 2008.
- S. Hafeez, M. S. Wong, S. Abbas, C. Y. Kwok, J. Nichol, K. H. Lee, D. Tang, and L. Pun. Detection and monitoring of marine pollution using remote sensing technologies. *Monitoring of Marine Pollution*, 2018.
- I. J. Harrison, R. Brummett, and M. L. Stiassny. Congo river basin. *The Wetland Book*, edited by: Finlayson, CM, Milton, GR, Prentice, RC, and Davidson, NC, Springer Science+Business Media Dordrecht, [https://doi. org/10.1007/978-94-007-6173-5\\_92-1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_92-1), 2016.
- B. He, B. Wijesiri, G. A. Ayoko, P. Egodawatta, L. Rintoul, and A. Goonetilleke. Influential factors on microplastics occurrence in river sediments. *Science of The Total Environment*, 738:139901, 2020.
- C. Hu. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans. *Remote Sensing of Environment*, 113(10):2118–2129, 2009.
- J. R. Jambeck, R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, and K. L. Law. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223): 768–771, 2015.
- J. Jansen, T. C. Van Weering, R. Gieles, and J. Van Iperen. Middle and late quaternary oceanography and climatology of the zaire-congo fan and the adjacent eastern angola basin. *Netherlands Journal of Sea Research*, 17(2-4):201–249, 1984.
- A. T. Kaya, M. Yurtsever, and S. Ç. Bayraktar. Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air. *The European Physical Journal Plus*, 133(11):488, 2018.
- S. Kühn, E. L. B. Rebolledo, and J. A. van Franeker. Deleterious effects of litter on marine life. In *Marine anthropogenic litter*, pages 75–116. Springer, Cham, 2015.
- A. S. A. Lateef, M. Fernandez-Alonso, L. Tack, and D. Delvaux. Geological constraints on urban sustainability, kinshasa city, democratic republic of congo. *Environmental Geosciences*, 17(1):17–35, 2010.
- L. C. Lebreton, J. Van Der Zwet, J.-W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady, and J. Reisser. River plastic emissions to the world’s oceans. *Nature communications*, 8(1):1–10, 2017.
- A. Magrini. *Impactos ambientais causados pelos plásticos: uma discussão abrangente sobre os mitos e os dados científicos*. Editora E-papers, 2012.

- A. McCormick, T. J. Hoellein, S. A. Mason, J. Schluep, and J. J. Kelly. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental science & technology*, 48(20):11863–11871, 2014.
- C. Megevand, H. Dulal, L. Braune, and J. Wekhamp. Deforestation trends in the congo basin: transport. 2013.
- L. J. Meijer, T. van Emmerik, R. van der Ent, C. Schmidt, and L. Lebreton. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18):eaaz5803, 2021.
- B. Mengho et al. Les ports et les transports fluviaux dans la cuvette congolaise (république du congo). *Les cahiers d’outre-mer*, 47(187):253–269, 1994.
- I. E. Napper, B. F. Davies, H. Clifford, S. Elvin, H. J. Koldewey, P. A. Mayewski, K. R. Miner, M. Potocki, A. C. Elmore, A. P. Gajurel, et al. Reaching new heights in plastic pollution—preliminary findings of microplastics on mount everest. *One Earth*, 3(5): 621–630, 2020.
- G. Nichols and J. Fisher. Processes, facies and architecture of fluvial distributary system deposits. *Sedimentary geology*, 195(1-2):75–90, 2007.
- J. Raynaud. *Valuing plastics: The business case for measuring, managing and disclosing plastic use in the consumer goods industry*. UNEP, 2014.
- S. Reed, M. Clark, R. Thompson, and K. A. Hughes. Microplastics in marine sediments near rothera research station, antarctica. *Marine pollution bulletin*, 133:460–463, 2018.
- M. C. Rillig. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?, 2012.
- C. Schmidt, T. Krauth, and S. Wagner. Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environmental science & technology*, 51(21):12246–12253, 2017.
- L. Schreyers, T. van Emmerik, T. L. Nguyen, E. Castrop, N.-A. Phung, T.-C. Kieu-Le, E. Strady, L. Biermann, and M. van der Ploeg. Plastic plants: Water hyacinths as driver of plastic transport in tropical rivers. 2021.
- S. Shevealy, K. Courtney, and J. E. Parks. The honolulu strategy: a global framework for prevention and management of marine debris. 2012.
- K. Tiassou. Kinshasa is drowning in waste. <https://web.archive.org/web/20201207145050/https://is-drowning-in-waste/a-46550313>, acesso em 09/05/2021., 2018.
- K. Topouzelis, A. Papakonstantinou, and S. P. Garaba. Detection of floating plastics from satellite and unmanned aerial systems (plastic litter project 2018). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 79:175–183, 2019.
- G. UNEP. Arendal. marine litter vital graphics. united nations environment programme and grid-arendal. nairobi and arendal, 2016.
- Q. Vanhellemont and K. Ruddick. Acolite for sentinel-2: Aquatic applications of msi imagery. In *Proceedings of the 2016 ESA Living Planet Symposium, Prague, Czech Republic*, pages 9–13, 2016.
- E. Watkins, P. Brink, S. Withana, K. Mutafoğlu, J.-P. Schweitzer, D. Russi, and M. Ketunen. Marine litter: socio-economic study. scoping report. *Institute for European Environmental Policy. London, Brussels*, 2015.

- B. Wiese. Zaire. landesnatur-bevölkerung-wirtschaft. *VRÜ Verfassung und Recht in Übersee*, 14(1):79–80, 1980.
- C. Wilcox, G. Heathcote, J. Goldberg, R. Gunn, D. Peel, and B. D. Hardesty. Understanding the sources and effects of abandoned, lost, and discarded fishing gear on marine turtles in northern australia. *Conservation biology*, 29(1):198–206, 2015.
- Y. Zheng, E. K. Yanful, and A. S. Bassi. A review of plastic waste biodegradation. *Critical reviews in biotechnology*, 25(4):243–250, 2005.